CONVENTION SUR LE COMMERCE INTERNATIONAL DES ESPECES
DE FAUNE ET DE FLORE SAUVAGES MENACEES D'EXTINCTION

Dix-neuvième session de la Conférence des Parties
Panama (Panama), 14 – 25 novembre 2022

EXAMEN DES PROPOSITIONS D'AMENDEMENT DES ANNEXES I ET II

A. Proposition

Inscrire *Physignathus cocincinus* à l'Annexe II de la CITES conformément à l'Article II, paragraphe 2 a), de la Convention, et en application des critères A et B de l'annexe 2 a de la résolution Conf. 9.24 (Rev. CoP17). Il est établi, ou il est possible de déduire ou de prévoir, que la réglementation du commerce de l'espèce ci-dessous est nécessaire afin d'éviter que celle-ci ne remplisse, dans un avenir proche, les conditions voulues pour qu'elle soit inscrite à l'Annexe I; et il est nécessaire de faire en sorte à ce que le prélèvement de spécimens dans la nature ne réduise pas la population sauvage à un niveau auquel sa survie pourrait être menacée par la poursuite du prélèvement ou d'autres influences.

B. Auteur de la proposition

Viet Nam et l'Union européenne.*

C. Justificatif

1. Taxonomie

1.1 Classe: Reptilia

1.2 Ordre: Squamata

1.3 Famille: Agamidae

1.4 Genre, espèce ou sous-espèce, et auteur et année: *Physignathus cocincinus* Cuvier, 1829

Aucune sous-espèce connue.

1.5 Synonymes scientifiques: *Physignathus cocincinus* (Cuvier, 1829) s'est vu attribuer différents noms dans la littérature, tels que *Lophura cuvieri* (Gray, 1831); *Istiurus cochinsinensis* (Cuvier, 1837); *Istiurus physignathus* (Duméril & Bibron, 1837); *Dilophyrus mentager* (Günther, 1861); *Physignathus cochinchinensis* (Boulenger, 1885); *Physignathus mentager* (Boulenger, 1885); *Physignathus cocincinus caudicinctus* (Barbour, 1912); *Physignathus cocincinus mentager* (Barbour, 1912).

---

* *Les appellations géographiques employées dans ce document n'impliquent de la part du Secrétariat CITES (ou du Programme des Nations Unies pour l'environnement) aucune prise de position quant au statut juridique des pays, territoires ou zones, ni quant à leurs frontières ou limites. La responsabilité du contenu du document incombe exclusivement à son auteur.*

1.6 Noms communs:

francais:	Dragon d'eau chinois, Dragon d'eau vert
anglais:	Indo-Chinese Water Dragon, Asian Water Dragon, Green Water Dragon
espagnol:	dragón de agua chino, dragón verde
chinois:	长鬣蜥
vietnamien:	Rồng đất
allemand:	Grüne Wasseragame

1.7 Numéros de code: N/A

2. Vue d'ensemble

Le dragon d'eau chinois, *Physignathus cocincinus* (Cuvier, 1829), est largement répandu en Asie du Sud-Est, du sud de la Chine à l'est de la Thaïlande, en passant par le Viet Nam, le Laos et le Cambodge (Das 2010 ; Nguyen *et al.* 2009). Cette espèce semi-aquatique est associée aux cours d'eau rocheux dans les forêts sempervirentes de plaines non perturbées, à des altitudes comprises entre 50 et 820 m au dessus du niveau de la mer (Das 2010; Gewiss *et al.* 2020; Nguyen *et al.* 2018a; Ziegler 2022). On suppose donc que la zone d'occupation réelle est beaucoup plus petite que la zone d'occurrence totale (Nguyen *et al.* 2018a). En 2019, l'espèce a été classée dans la catégorie Vulnérable (VU) de la Liste rouge de l'UICN (Union internationale pour la conservation de la nature) des espèces menacées (Stuart *et al.* 2019). En outre, *P. cocincinus* a été évalué comme étant En danger (EN) dans les listes rouges de la Chine et de la Thaïlande et inscrit dans le Livre rouge du Viet Nam comme étant Vulnérable (VU) (Dang *et al.* 2006; Jiang *et al.* 2016; Nabhitabhata & Chan-ard 2005). L'espèce est très demandée aussi bien dans le commerce national qu'international en raison de son apparence attrayante, de son mode de vie semi-aquatique et de sa taille relativement grande (pour la consummation alimentaire locale). Comme les dragons d'eau sont sédentaires et très faciles à collecter, le prélèvement de spécimens sauvages constitue une grave menace à la survie des populations sauvages. Concrètement, plus de 1,4 million de spécimens vivants de *P. cocincinus*, dont la plupart provenaient de populations sauvages du Viet Nam, ont été importés vers l'UE et aux États-Unis entre 1999 et 2019 (Gewiss *et al.* 2020; UNEP-WCMC 2020; USFWS 2018). Outre le commerce national et international d'animaux de compagnie, le prélèvement de dragons d'eau à des fins de consommation (principalement alimentaire) a été documenté et identifié comme une menace importante dans le passé, mais n'a pas encore été quantifié. Compte tenu du commerce international de l'espèce, en plus des volumes du commerce national, il est vraisemblable que la pression du prélèvement sur les populations sauvages soit très élevée.

Des études récentes sur l'état de conservation de la population de *P. cocincinus* dans le nord et le centre du Viet Nam ont révélé que les dragons d'eau sont actuellement présents dans ces régions à de faibles densités; par ailleurs, les tailles globales des populations ont été estimées comme étant très petites (voir Gewiss *et al.* 2020; Nguyen *et al.* 2018a). En raison du nombre extrêmement élevé d'exportations d'environ 70 000 individus par an en provenance du Viet Nam au cours des 20 dernières années, alors que les populations de l'espèce dans ce pays sont petites, il est très probable que les spécimens faisant l'objet d'un commerce international proviennent également d'autres États de l'aire de répartition que le Viet Nam. On peut s'attendre à ce que le commerce entraîne des déclins des populations, voire des extinctions locales, si les volumes commerciaux se maintiennent à leur niveau actuel. Outre le commerce de *P. cocincinus*, la dégradation et la fragmentation de l'habitat causées par l'agriculture, l'industrie et le développement des infrastructures, sont également considérées comme une menace pour la survie de l'espèce dans son aire de répartition naturelle. Par conséquent, la présente proposition vise à inscrire le dragon d'eau chinois, *Physignathus cocincinus*, à l'Annexe II de la CITES, conformément à l'Article II, paragraphe 2 (a) de la Convention, et en application des critères A et B de l'annexe 2 a de la résolution Conf. 9.24 (Rev. CoP17).

3. Caractéristiques de l'espèce

3.1 Répartition géographique

P. cocincinus est largement répandu en Asie du Sud-Est, du sud de la Chine à l'est de la Thaïlande, en passant par le Viet Nam, le Laos et le Cambodge (Das 2010; Nguyen *et al.* 2009). Das (2010) a indiqué une présence de l'espèce au Myanmar, qui n'a pas été confirmée par des études récentes. En outre, *P. cocincinus* a été introduit dans la région administrative spéciale (RAS) chinoise de Hong Kong (Mo 2019; To 2005), dans la province chinoise de Taïwan (Lee *et al.* 2019), en Malaisie péninsulaire (Grismer 2011; Grismer & Quah 2019) et en Floride, aux États-Unis (Ferriter *et al.* 2009).

Plus précisément, le dragon d'eau chinois a été recensé dans les provinces suivantes de son aire de répartition naturelle :

Chine : Guangdong, Guangxi et Yunnan (Das 2010; KFBG 2002; Nguyen *et al.* 2009)

Viet Nam: Lao Cai, Ha Giang, Cao Bang, Yen Bai, Bac Kan, Thai Nguyen, Lang Son, Vinh Phuc, Quang Ninh, Ninh Binh, Bac Giang, Hai Duong, Son La, Hoa Binh, Thanh Hoa – provinces septentrionales, Nghe An, Ha Tinh, Quang Binh, Quang Tri, Thua Thien Hue, Da Nang, Quang Nam, Kon Tum, Gia Lai, Lam Dong – provinces centrales, Binh Phuoc, Dong Nai et Kieng Giang – provinces méridionales (Gewiss *et al.* 2020; Nguyen *et al.* 2009)

Laos : Vientiane, Sékong (Suzuki *et al.* 2015), Savannakhet, Champassak (Duckworth *et al.* 1999), Khammouane (Stuart 1998), Borikhamxay (Manthey & Manthey 1998) et Xieng Khouang (ABP 2013)

Cambodge : Kaoh Kong, Pursat, Kampot, Kampong Speu (Grismer *et al.* 2008, Stuart & Emmett 2006), Mondulkiri, Ratanakiri et Stung Treng (Stuart *et al.* 2006)

Thaïlande : Sakon Nakhon, Sisaket Nakhon, Ratchasima Nakhon, Nayok, Ubon Ratchathani, Chanthaburi, Trat, Chon Buri, Sa Kaew, Rayong, Prachin Buri, Chachoengsao et Saraburi (Hawkeswood & Sommung 2017; Hawkeswood *et al.* 2019; Nabhitabhata & Chan-ard 2005; Taylor 1963).

3.2 Habitat

P. cocincinus vit dans les zones riveraines le long des cours d'eau rocheux dans les forêts sempervirentes de plaine, parsemées de forêts caduques et de bambous, à des altitudes comprises entre 43 et 820 m au-dessus du niveau de la mer (Gewiss *et al.* 2020; Nguyen *et al.* 2018a; Ziegler 2002). Les zones naturelles non perturbées constituent leur habitat de prédilection, mais les dragons d'eau se trouvent parfois également dans des cours d'eau à végétation dense à proximité de villages et de zones agricoles (Ziegler 2002) ou dans des zones urbaines où l'espèce a été introduite (Chan *et al.* 2020; Mo 2019). La présence de terres boisées à la canopée épaisse à proximité des cours d'eau semble être un critère décisif dans le choix de l'habitat de *P. cocincinus* (Chang *et al.* 2020). Au Viet Nam, on a observé que les animaux se reposaient principalement sur du bois dur, des feuilles et des buissons de vigne (Nguyen *et al.* 2017). En Thaïlande, l'espèce se trouve dans les forêts sempervirentes humides. Les dragons d'eau adultes se posent généralement sur des perchoirs de plus de 3 m de haut, tandis que les juvéniles et les subadultes se reposent à des hauteurs plus faibles, le plus souvent à moins de 2 m de la surface de l'eau (Nguyen *et al*. 2017). En raison de son association étroite avec les habitats d'eau douce, la zone d'occupation est considérée comme nettement plus petite que la zone d'occurrence totale (IUCN 2012; Nguyen *et al.* 2018a). Concernant les conditions en matière de micro-habitat, une température moyenne de l'air de 29,1 ± 2,8 ℃ et une humidité relative de 66,4 ± 5,8 % pendant la journée et de 25,7 ± 1,8 ℃ et 78,6 ± 9,5 % pendant la nuit ont été enregistrées en été (Nguyen *et al.* 2017).

3.3 Caractéristiques biologiques

P. cocincinus est un lézard semi-aquatique et arboricole qui vit dans la végétation riveraine le long des cours d'eau douce (Werning 2010; Ziegler 2002). Les dragons d'eau sont diurnes et ont un comportement sédentaire (Nguyen *et al.* 2018a). Nguyen (2018) a rapporté un rayon de déplacement relativement faible de 4,7 ± 6,1 m pour l'espèce dans les habitats naturels du centre du Viet Nam. Chan *et al.* (2020) ont fait état d'une utilisation intensive des habitats à proximité des cours d'eau, avec un espace vital moyen de 1,793 ± 1,604 m^2 et un rayon de déplacement quotidien moyen de 5,13 ± 3,68 m pendant la saison des pluies pour une population introduite de *P. cocincinus* dans la RAS chinoise de Hong Kong. Pendant la saison active, il a été constaté que les dragons d'eau étaient le plus souvent présents et actifs au Viet Nam entre dix et treize heures (Nguyen *et al.* 2017). La nuit, les animaux se reposent généralement sur des branches au-dessus de l'eau (Gewiss *et al.* 2020; Nguyen *et al.* 2017; Nguyen *et al.* 2018a). Lorsqu'ils sont dérangés, ils affichent un comportement de fuite prononcé, en sautant dans l'eau ou en courant rapidement vers les buissons en utilisant uniquement leurs deux pattes arrières (Chan *et al.* 2020; Das 2010; Manthey & Schuster 1992; Ziegler 2002). L'espèce est connue pour être une excellente nageuse et plongeuse (Manthey & Schuster 1992; Werning 2010). Les dragons d'eau sont ovipares et atteignent généralement leur maturité entre 6 et 12 mois, et leur longueur museau-cloaque (SVL) est d'environ 150-170 mm (Werning 2010). Dans la nature, les femelles pondent et enterrent régulièrement entre 5 à 16 oeufs dans un sol sablonneux à la fin de la

saison sèche et au début de la saison des pluies (Das 2010; Ziegler 2002). En captivité, les dragons d'eau s'accouplent sans incitation particulière, et les femelles peuvent pondre plusieurs couvées d'œufs par an (Manthey & Schuster 1992; Werning 2010). La période d'incubation des œufs est de 60 à 100 jours (Das 2010; Manthey & Schuster 1992; Ziegler 2002). Un cas de parthogénèse « facultative » a été documenté récemment (Miller *et al.* 2019). En captivité, *P. cocincinus* peut vivre de 15 à 25 ans (Werning 2010). L'espèce est omnivore, son régime alimentaire se composant principalement d'intervébrés, mais elle se nourrit également de poissons, de petits mammifères, d'oiseaux et de reptiles, ainsi que d'une certaine quantité de plantes (Das 2010; Taylor 1963; Werning 2010; Ziegler 2002). Nguyen *et al.* (2018b) ont examiné le contenu de l'estomac de dragons d'eau sauvages et ont identifié par écrit diverses larves d'insectes indéterminés, ainsi que des parties de spécimens appartenant aux groupes *Isoptera*, *Formicidae*, *Achatinidae*, *Orthoptera*, *Araneae*, *Lepidoptera*, *Coleoptera*, et autres *Hymenoptera* et *Lumbriculida,* comme étant leurs principales proies. Les auteurs ont également indiqué que les végétaux ne constituaient qu'une très faible proportion de leur régime alimentaire (Nguyen *et al*. 2018b), tandis que Ziegler (2002) a établi que les végétaux pouvaient représenter jusqu'à 1/3 du régime alimentaire des animaux matures. Des recherches sur *P. cocincinus* en tant qu'espèce invasive dans la province chinoise de Taïwan ont montré que l'espèce chassait des lézards agamidés (*Diploderma swinhonis* ou *D. polygonata*), des grenouilles (*Buergeria robusta*), des serpents (*Calamaria pavimentata*) et des souris (Ciou 2015 in Lee *et al.* 2019). En captivité, les dragons d'eau se nourrissent également de souris, de coeur de bovin, de poisson, de nourriture pour chiens et chats, et d'aliments végétariens, comme les fruits sucrés (Manthey & Schuster 1992; Werning 2010).

3.4 Caractéristiques morphologiques

Le corps des dragons d'eau chinois a une couleur allant du vert au brunâtre-grisâtre, qui leur assure un camouflage dans leur habitat naturel. Les écailles de la région mandibulaire et des joues sont blanches, bleutées, ou rougeâtres à orange. Parfois, la région axillaire, gulaire ou thoracique des mâles est de couleur jaunâtre, orange à blanche (Manthey & Schuster 1992; Werning 2010; Ziegler 2002). Le corps et la queue sont aplatis latéralement, et les dragons d'eau ont des membres très puissants, ce qui les rend parfaitement adaptés à leur mode de vie arboricole (Werning 2010). La forme de leur museau varie d'une aire de répartition à l'autre. Les lézards adultes ont des crêtes continues du cou jusqu'au dos et des crêtes séparées sur la partie antérieure de la queue. Les crêtes se développent avec l'âge et sont plus saillantes chez les mâles (Werning 2010). La queue porte des bandes sombres transversales. Chez les juvéniles, l'ensemble du corps présente quelques bandes horizontales de couleur vive le long des flancs, qui s'estompent avec l'âge (Das 2010; Werning 2010). Une bande longitudinale sombre s'étend de l'arrière de l'oeil à l'orifice de l'oreille (Ziegler 2002). Les animaux adultes présentent un net dimorphisme sexuel. Les mâles ont une tête élargie et des joues gonflées. (Das 2010). Les femelles ont une apparence générale plutôt frêle par rapport aux mâles (Manthey & Schuster 1992). La longueur museau-cloaque (SVL) de *P. cocincinus* peut atteindre jusqu'à 250 mm et sa longueur totale, queue comprise, peut aller jusqu'à 900 mm (Manthey & Schuster 1992; Smith 1935; Werning 2010). En général, les dragons d'eau mâles sont plus grands (longueur SVL 170 – 250 mm) que les femelles (longueur SVL 160 – 200 mm) (Manthey & Schuster 1992). De même, Ziegler (2002) a rapporté une longueur SVL moyenne d'environ 220 mm pour les mâles et d'environ 140 mm pour les femelles dans des habitats naturels au Viet Nam. La longueur moyenne de la queue était d'environ 550 mm pour les mâles et 350 mm pour les femelles (Ziegler 2002). Les mâles atteignent un poids d'environ 600 g et les femelles d'environ 250 g (Werning 2010). Les nouveaux-nés ont une longueur SVL de 45 à 53 mm et une longueur de queue de 86 à 100 mm (Manthey & Schuster 1992).

3.5 Rôle de l'espèce dans son écosystème

Compte tenu de son régime alimentaire et de ses habitudes de déplacement, *P. cocincinus* est considéré comme un « grand fourrageur », chassant activement ses proies (Nguyen 2018). Le régime alimentaire des dragons d'eau sauvages du Viet Nam se composerait principalement d'invertébrés, tels que des insectes, des arachnides et des vers de terre (Nguyen *et al.* 2018b), mais la prédation d'autres reptiles, d'amphibiens, de petits mammifères et de poissons a également été signalée et décrite dans la littérature (Ciou 2015 in Lee *et al.* 2019; Werning 2010, voir aussi la section 3.3). Les dragons d'eau en captivité, en particulier les mâles, seraient très territoriaux et agressifs envers leurs congénères (Manthey & Schuster 1992; Werning 2010). Ainsi, il a été constaté que dans les habitats naturels, les mâles ont des espaces vitaux qui ne se chevauchent pas (Chan *et al.* 2020), alors que des juvéniles, des subadultes et des femelles adultes ont été observés à proximité immédiate d'autres individus (van Schingen-Khan *et al.* pers. obs.). *P. cocincinus* est parfois présent en compagnie d'autres lézards vivant en eau douce, tels que *Shinisaurus crocodilurus*, *Sphenomorphus cryptotis* ou

Acanthosaura spp. (van Schingen-Khan *et al.* pers. obs). Les serpents sont considérés comme des prédateurs naturels de *P. cocincinus* (Werning 2010).

4. Etat et tendances

4.1 Tendances de l'habitat

L'habitat de *P. cocincinus*, c'est-à-dire les forêts tropicales primaires et secondaires d'Asie du Sud-Est continentale, est durement touché par la déforestation (e.g. Stibig *et al.* 2014). Après des décennies de perte de forêts au Viet Nam, une transition forestière a eu lieu à partir de la fin des années 1990, qui a abouti à une augmentation nette des forêts au 21e siècle (Meyfroidt & Lambin 2008). Toutefois, l'augmentation de la couverture forestière a varié d'une région à l'autre. Alors que certaines régions, comme les zones montagneuses du nord, ont bénéficié des efforts de reboisement; d'autres régions, comme les hauts plateaux du centre du Viet Nam, ont continué à perdre des forêts (Cochard *et al.* 2017). De plus, l'augmentation de la couverture forestière au Viet Nam était en grande partie due à l'aménagement de plantations et de forêts secondaires de qualité médiocre n'offrant pas d'habitat approprié à la plupart des espèces, tandis que la déforestation des forêts naturelles se poursuit (Asian Development Bank 2013; Cochard *et al.* 2017). De manière générale, la dégradation et la fragmentation des habitats à des fins agricoles, les plantations industrielles, le développement des infrastructures et l'exploitation du bois et de produits forestiers non-ligneux contribuent à la perte de biodiversité au Viet Nam (MONRE 2014). La dégradation des forêts en faveur du développement d'infrastructures destinées au tourisme et aux sites religieux et des activités industrielles (exploitation du bois, extraction de charbon), ainsi que la conversion de terres forestières en terres cultivables, ont été signalées dans plusieurs habitats naturels de *P. cocincinus* dans le nord du Viet Nam (Gewiss *et al.* 2020; van Schingen *et al.* 2014). La construction de routes et l'exploitation illégale du bois, qui nuisent aux habitats, ont également été documentées dans des sites de distribution du centre du Viet Nam (Nguyen *et al.* 2018a). En République démocratique populaire (RDP) lao, la couverture forestière a diminué, principalement en raison de l'exploitation du bois, de la culture intinérante sur brûlis et de la conversion de terres forestières à diverses fins, malgré les efforts récents du gouvernement pour réduire la perte de forêts (e.g. Kim & Alounsavath 2014; Koch 2017). En conséquence, une importante perte d'habitats due à l'agriculture et au développement ont été signalées en RDP lao, et également au Cambodge (T. Neang & B. Stuart pers. comm. 2017 in Stuart *et al.* 2019). En Chine, une perte d'habitats due au développement urbain, à l'hydroélectricté et au tourisme a été documentée (D.Q. Rao pers. comm. 2018 in Stuart *et al.* 2019). De manière générale, la fragmentation des habitats est considérée comme une grave menace, car l'espèce est étroitement associée aux habitats d'eau douce, et son comportement sédentaire ne lui permet pas de migrer sur de longues distances (Gewiss *et al.* 2020; Nguyen *et al.* 2018).

En tant qu'espèce semi-aquatique, les conséquences de la pollution de l'eau sur *P. cocincinus* doivent être prises en compte, mais n'ont pas encore été étudiées (Gewiss *et al.* 2020).

En tant qu'animaux ectothermes, les reptiles sont considérés comme particulièrement vulnérables face aux effets des changements climatiques (e.g. Fitzgerald *et al.* 2018; Powers and Jetz 2019). En effet, selon des études portant sur deux lézards sympatriques de *P. cocincinus* dans le nord du Viet Nam, à savoir *Goniurosaurus lichtenfelderi* et *Shinisaurus crocodilurus*, les habitats qui leur sont propices diminueront considérablement si les changements climatiques se poursuivent (Ngo *et al.* in press; van Schingen *et al.* 2016). En outre, les changements climatiques sont considérés comme les principaux responsables de l'augmentation des catastrophes naturelles en Asie du Sud-Est, et notamment au Viet Nam, au cours des dernières années. En octobre 2020, deux tempêtes et inondations se sont produites dans le centre du Viet Nam, où des populations naturelles de *P. cocincinus* ont été recensées dans le passé. (Ngo pers. com.). Par conséquent, les habitats appropriés dans l'aire de répartition de *P. cocincinus* risquent de subir les effets négatifs des changements climatiques à l'avenir.

4.2 Taille de la population

Des informations détaillées sur la taille de la population de *P. cocincinus* font défaut pour tous les États de l'aire de répartition, à l'exception du Viet Nam.

Au Viet Nam, deux études ont récemment été réalisées afin d'estimer la taille de la population de *P. cocincinus*, en utilisant des méthodes de captures-marquage-recapture (Gewiss *et al*. 2020; Nguyen *et al.* 2018a). Nguyen *et al.* (2018a) ont mené des études de terrain sur 14 différents sites situés dans trois aires protégées (réserve naturelle de Phong Dien, Sao La NR, parc national de Bạch Ma) dans la province de Thua Thien Hue, au centre du Viet Nam, en avril et juin 2016 et 2017. L'espèce était

absente de trois des sites étudiés. Les auteurs ont estimé que la population totale comptait entre 232 et 250 individus sur tous les autres sites (Nguyen *et al.* 2018a). La densité moyenne de la population était comprise entre 1,98 et 2,64 individus par 100 m de cours d'eau étudié (avec une fourchette de 0,8 à 6,6 ind./ 100 m selon les sites d'étude). Les densités de population étaient les plus élevées aux altitudes les plus basses et diminuaient à mesure que les altitudes augmentaient (Nguyen *et al.* 2018a). Par ailleurs, Nguyen *et al.* (2018a) ont évalué les effets anthropiques résultant des prélèvements et de la dégradation des habitats pour chaque localité, et ont mis en évidence des densités de population plus faibles dans les sites les plus touchés par les effets anthropiques. Entre 2014 et 2016, Gewiss *et al.* (2020) ont mené des études de terrain sur 15 sites différents dans le nord du Viet Nam, dans la province de Vinh Phuc, de Ha Giang (réserve naturelle de Bac Me), de Quang Ninh (réserve naturelle de Dong Son-Ky Thuong) et de Bac Giang (réserve naturelle de Tay Yen Tu). Dans huit des 15 sites étudiés, les auteurs n'ont pas pu observer de dragons d'eau. La population totale a été estimée à 80 individus sur tous les autres sites (Gewiss *et al.* 2020). Les densités de population oscillaient entre 0,07 et 0,95 ind./ 100 m de cours d'eau habités par *P. cocincinus*, et étaient nettement plus élevées sur un seul site d'étude très protégé et non perturbé (0,83 et 0,95 ind./ 100 m) que sur les autres sites (moyenne de 0,25 ind./ 100 m) (Gewiss *et al.* 2020).

Bien que ces deux études ne couvrent pas toutes les sous-populations actuelles de *P. cocincinus* dans le nord et le centre du Viet Nam, elles révèlent que l'espèce est présente en densités relativement faibles et en nombre modeste. Les auteurs des deux études soulignent les effets anthropiques négatifs pouvant résulter des prélèvements et de la perte d'habitat sur les population sauvages (Gewiss *et al.* 2020; Nguyen *et al.* 2018a).

Des populations introduites autosuffisantes et viables ont été signalées dans la RAS chinoise de Hong Kong et dans la province chinoise de Taïwan (Lee *et al.* 2019; Mo 2019). Entre 2004 et 2019, des citoyens ont indiqué à 54 reprises avoir observé un total de 62 spécimens de *P. cocincinus* à différents endroits de la RAS chinoise de Hong Kong (Mo 2019). Des enquêtes approfondies visant à retirer l'espèce des habitats dans lesquels elle a été introduite dans la province chinoise de Taïwan ont révélé qu'environ 880 dragons d'eau avaient été capturés entre 2013 et 2017 (Lee *et al.* 2019).

Selon des études récentes, en Thaïlande, la population est petite et cantonnée à l'est du pays (CITES MA 2021, *in litt*).

4.3 Structure de la population

Nguyen *et al.* (2018a) ont signalé de fortes proportions de juvéniles (60 % en avril et 30 % en juin) et de subadultes (18 % en avril et 50 % en juin) dans la population sauvage de la province de Thua Thien Hue, au centre du Viet Nam. Seule une proportion mineure des sous-populations qui ont fait l'objet d'une étude était composée d'adultes (21 % en avril et 17 % en juin). De même, Gewiss *et al.* (2020) ont enregistré des sous-populations composées principalement de juvéniles (entre 25 et 64 %) et de subadultes (entre 18 et 41 %), tandis que les adultes ne représentaient qu'un maximum de 34 % de la population du nord du Viet Nam. Nguyen *et al.* (2018a) ont indiqué que les lézards adultes sont la cible principale des autochtones qui chassent pour se nourrir, ce qui explique la faible proportion de dragons d'eau matures. Une faible proportion d'individus en âge de se reproduire est susceptible de compromettre le développement de la population, en raison d'une perte de diversité génétique et de capacité de reproduction (Nguyen *et al.* 2018a).

La population de dragons d'eau introduite dans la RAS chinoise de Hong Kong est principalement composée de mâles adultes (47 %), suivis de femelles adultes (36 %) et de juvéniles (18 %) (Mo 2019).

4.4 Tendances de la population

Selon Stuart *et al.* (2019), la population sauvage est en déclin, en raison d'une baisse de la qualité de l'habitat dans certaines parties de l'aire de répartition (voir également la section 4.1). Selon des entretiens menés avec des chasseurs locaux (T. Neang, unpublished data in Stuart *et al.* 2019), certains signes indiquent une baisse manifeste d'environ 50 % de la population en 18 ans (ce qui correspond à environ trois générations) sur un site du Cambodge. Au Viet Nam, l'espèce a été classée comme Vulnérable en 2007 dans le Livre rouge du Viet Nam, compte tenu d'une diminuation de la population estimée à 20 % sur 10 ans dans tout le pays (Stuart *et al.* 2019). Les enquêtes de terrain menées au Viet Nam entre 2014 et 2017 ont révélé que les populations étaient extrêmement modestes et qu'aucun individu adulte n'avait été recensé sur certains sites (voir la section 4.2 pour plus de détails). Si les niveaux de prélèvement se maintiennent au niveau actuel, il faut s'attendre à un nouveau déclin des populations et à de possibles extinctions locales dans un avenir proche. En Thaïlande, une

étude préliminaire récente a révélé que seule une population de petite taille de *P. cocincinus* a été décelée dans la partie orientale du pays (CITES MA Thailand 2021, *in litt.*). L'espèce se trouve principalement dans les forêts sempervirentes humides à l'intérieur des aires protégées.

4.5 Tendances géographiques

Étant donné que *P. cocincinus* est une espèce spécialiste de l'habitat, adaptée à des habitats d'eau douce spécifiques au sein de forêts sempervirentes, on estime que la zone d'occupation réelle est beaucoup plus petite que la zone d'occurrence totale (Nguyen *et al.* 2018a). Une dégradation et une fragmentation graves des habitats propices aux dragons d'eau, directement liées à des activités anthropiques, ont déjà été observées (Gewiss *et al.* 2020; Nguyen *et al.* 2018a; van Schingen *et al.* 2014). La fragmentation de l'habitat entrave vraisemblablement les échanges génétiques entre les populations de *P. cocincinus* et leur capacité de dispersion. On s'attend à ce que *P. cocincinus* soit également touché par les effets des changements climatiques dans le futur, à l'instar d'autres lézards sympatriques (Ngo *et al.* in press; van Schingen *et al.* 2016). Compte tenu des effets combinés de la fragmentation de l'habitat et des changements climatiques, une baisse considérable de la répartition de *P. cocincinus* devrait être observée dans un avenir proche.

5. Menaces

En 2019, l'espèce a été classée dans la catégorie Vulnérable (VU) sur la Liste rouge de l'UICN des espèces menacées (Stuart *et al.* 2019). Le prélèvement de spécimens pour la consommation locale et pour le commerce national et international d'animaux de compagnie constitue une grave menace à la survie des populations sauvages de *P. cocincinus*. En outre, l'utilisation de l'espèce dans la médecine traditionnelle (oeufs trempés dans de l'alcool de riz) (Nguyen *et al*. 2018a; annexe I, fig. 5 D) et le commerce de produits de cette espèce (UNEP-WCMC 2020) ont été signalés. Le prélèvement de dragons d'eau sauvages pour la consommation alimentaire est un problème courant, qui a été observé sur les marchés alimentaires locaux et dans les restaurants de presque tous les États de l'aire de répartition, à l'exception de la Thaïlande (e.g. Duckworth *et al.* 1999; Lee *et al.* 2004; Nguyen *et al.* 2018a; Stuart *et al.* 2006; Ziegler 2002).

En raison de leur apparence attrayante et de leur mode de vie particulier, les dragons d'eau sont depuis des décennies des objets convoités dans le commerce national d'animaux de compagnie, et surtout international (Nguyen *et al.* 2018a; Werning 2010). D'après les chiffres du commerce enregistré, la surexploitation représente la plus grande menace pour la survie de l'espèce dans la nature (Nguyen *et al.* 2018a; Stuart *et al.* 2019, voir aussi 6.2 et 6.4). Bien que l'espèce puisse être élevée en captivité sans trop de difficultés, le prélèvement d'animaux sauvages reste plus pratique et moins cher, ce qui explique pourquoi la plupart des dragons d'eau commercialisés au niveau international proviennent toujours de populations sauvages, et non de centres d'élevages en captivité (Gewiss *et al.* 2020; Nguyen *et al.* 2018a; UNEP-WCMC 2020; USFWS LEMIS). Selon Gewiss *et al.* (2020) et Nguyen *et al.* (2018a), le commerce de *P. cocincinus* est considéré comme non viable et a un effet négatif sur les populations sauvages du Viet Nam.

Outre les prélèvements, les populations sauvages de *P. cocincinus* sont également menacées par la perte et la dégradation de l'habitat dans toute leur aire de répartition (Stuart *et al.* 2019, voir également le chapitre 4.1). Compte tenu du niveau de déforestation et de pollution en Asie du Sud-Est et de l'association étroite des dragons d'eau avec les cours d'eau douce dans les forêts sempervirentes denses, les répercussions engendrées par la perte d'habitat doivent être considérées comme une grave menace (voir également le chapitre 4.1 pour plus de détails). Les répercussions de la dégradation de l'habitat sur les populations sauvages de *P. cocincinus* en raison de l'exploitation du bois, des cultures, du tourisme et de l'extraction du charbon ont été décrites au Viet Nam (Gewiss *et al.* 2020; Nguyen *et al.* 2018a).

6. Utilisation et commerce

6.1 Utilisation au plan national

Au Viet Nam, l'utilisation de *P. cocincinus* dans la médecine traditionnelle semble négligeable, étant donné qu'un seul cas de préparation d'œufs de dragons d'eau trempés dans de l'alcool de riz n'a été rapporté dans le pays (Nguyen *et al.* 2018a; annexe I, fig. 5 D). Par contre, la collecte et la vente de l'espèce pour la consommation sur les marchés alimentaires locaux et dans les restaurants est un phénomène attesté par de nombreux documents au Viet Nam (Dang 2009; Gewiss *et al.* 2020; Nguyen & Bain 2006; Nguyen *et al.* 2018a; Ziegler 2002). L'approvisionnement de l'espèce sur les marchés alimentaires locaux a été documenté de manière occasionnelle dans le sud du Viet Nam (Dang 2009) et le centre du Viet Nam (Nguyen & Bain 2006; Ziegler 2002). Selon une étude particulièrement

poussée de Nguyen *et al.* (2018a), un total de 1000 kg d'animaux, correspondant à plus 2000 individus de *P. cocincinus*, ont été prélevés par des chasseurs locaux dans la province de Thua Thien Hue, au centre du Viet Nam, en 2016. Les prix de vente allaient de 250 000 dongs vietnamiens (environ 12 USD) par kg dans des localités isolées, à 450 000 dongs vietnamiens (environ 20 USD) par kg dans des restaurants dans la ville de Hue. À titre de comparaison, Nguyen & Bain (2006) ont documenté dix ans plus tôt la vente de dragons d'eau en tant qu'aliment et dans le commerce à des prix compris entre 50 000 et 70 000 dongs vietnamiens (environ 2 à 3 USD) par kg dans le centre du Viet Nam. Gewiss *et al.* (2020) ont indiqué que *P. cocincinus* était proposé à la vente pour la consummation alimentaire dans l'ensemble du Viet Nam. Les dragons d'eau sont également vendus en tant qu'animaux de compagnie dans les magasins locaux, sur les marchés et sur les plateformes en ligne au Viet Nam (Gewiss *et al.* 2020; Nguyen *et al.* 2018a; annexe I fig. 5, 6, 7). Plutôt appréciés en tant qu'animaux de compagnie, les lézards atteignent des prix allant de 150 000 à 450 000 dongs vietnamiens (environ 7 à 20 USD) par individu (Nguyen *et al.* 2018a). Gewiss *et al.* (2020) ont indiqué des prix en ligne comparables, compris entre 60 000 et 480 000 dongs vietnamiens (3 à 21 USD) par individu. Les auteurs ont également indiqué que certaines grandes villes, telles que Hanoï et Ho Chi Minh, étaient des destinations de vente importantes, avec un grand nombre de vendeurs de dragons d'eau (Gewiss *et al.* 2020). Bien que l'utilisation totale de *P. cocincinus* en tant qu'aliment et animal de compagnie au Viet Nam n'ait pas encore été quantifiée, il existe suffisamment de données relatives au commerce national par rapport aux autres États de l'aire de répartition.

En Chine, l'espèce serait très populaire dans le commerce national d'animaux de compagnie, en tant qu'aliment et dans la médecine traditionnelle (Stuart *et al.* 2019). Dans le sud de la Chine, *P. cocincinus* serait commun sur les marchés alimentaires locaux dans les provinces de Guangdong et Guangxi (Lee *et al.* 2004; Li *et al.* 1996; Li & Li 1998). Des dragons d'eau sauvages ont été mis à la vente sur les marchés alimentaires à Guangzhou pour un prix moyen de 160 RMB (environ 24 USD) par kg (Lee *et al.* 2004).

En RDP lao, le prélèvement et la vente de dragons d'eau adultes et d'œufs ont été observés sur des marchés alimentaires locaux dans les provinces de Khammouane, de Vientiane et de Sekong (Duckworth *et al.* 1999; Kasper *et al.* 2020; Suzuki *et al.* 2015). Les dragons d'eau étaient souvent vendus sur les marchés locaux dans la région frontalière entre le Laos et le Viet Nam (Gewiss *et al.* 2020).

La collecte de l'espèce par des chasseurs locaux a également été rapportée au Cambodge (Stuart *et al.* 2006).

6.2 Commerce licite

L'espèce est commercialisée au niveau national en quantités considérables pour la consommation alimentaire locale et le commerce d'animaux de compagnie. La vente de l'espèce sur les marchés locaux est observée au Cambodge, en RDP lao, en Chine et au Viet Nam (voir également le chapitre 6.1). Au Viet Nam, des annonces en ligne pour vendre l'espèce dans le pays sont fréquemment répertoriées (voir des exemples en annexe I fig. 7 et tableau 1).

Outre le commerce national, de grands volumes de *P. cocincinus* sont signalés dans le commerce international d'animaux de compagnie, ce qui est considéré comme une grave menace pour les populations sauvages. L'importation de l'espèce vers l'Europe en provenance de la Thaïlande est attestée par des listes de vendeurs depuis au moins 1975 (voir annexe I fig. 8). À l'époque, les prix se situaient entre 75 et 95 DEM (aujourd'hui environ 38 et 49 EUR) par individu. De nos jours, *P. cocincinus* est classé comme espèce En danger (EN) sur la Liste rouge de Thaïlande (Nabhitabhata and Chan-ard 2005), et il n'y a presque plus d'exportations en provenance de Thaïlande (UNEP-WCMC 2020).

Des données officielles relatives aux importations de *P. cocincinus* vers l'UE sont disponibles depuis l'inscription de l'espèce à l'annexe D du règlement (CE) n° 338/97 du Conseil en 2010. Selon la base de données sur le commerce du PNUE-WCMC, 74 124 individus vivants de *P. cocincinus* ont été importés vers l'UE entre 2010 et 2019 (soit en moyenne 7412 ind. par an) (annexe I, fig. 1; PNUE-WCMC 2020). En 2020, 2226 individus vivants supplémentaires en provenance du Viet Nam ont été importés vers l'Allemagne (BfN pers. comm.).

Tous les animaux importés vers l'UE entre 2010 et 2019, pour lesquels l'utilisation prévue a été documentée, ont fait l'objet de transactions à des fins commerciales (59,58 %). Dans la majorité des cas, l'origine des individus importés était indiquée comme « inconnue » (83,52 %) et n'était mentionnée

que pour moins de 17 % des individus (dont 7,29 % d'origine sauvage et 9,19 % issus d'élevages en captivité) (annexe I, fig. 2). Dans l'UE, l'Allemagne a été le principal pays d'importation (41,94 %), suivie par les Pays-Bas (20,15 %), la Grande-Bretagne (16,69 %) et l'Espagne (16,62 %). Le Viet Nam était de loin le plus grand exportateur vers l'UE, avec près de 67 000 individus exportés, ce qui représente 90 % de tous les individus vivants commercialisés (annexe I, fig. 3). Nguyen *et al.* (2018a) soutiennent que la plupart des individus exportés proviennent probablement de la nature, car il n'existe en pratique aucun centre d'élevage au Viet Nam capable de produire d'aussi grandes quantités de dragons d'eau pour le commerce d'animaux de compagnie. De plus, la collecte d'animaux sauvages reste plus pratique et moins chère (Nguyen *et al.* 2018a), ce qui n'incite guère à élever l'espèce. Au cours d'une étude récente d'Altherr *et al.* (2020), un total de 53 annonces en ligne ont été répertoriées pour l'espèce entre septembre 2017 et septembre 2018 en Allemagne, avec des prix de vente oscillant entre 20 et 125 EUR par individu. Aucune de ces annonces ne comportait de code de source.

En 2020, des individus de *P. cocincinus* d'origine sauvage ont été proposés à la vente en Allemagne dans différentes tailles (bébé, petit, moyen, subadulte). Les prix varient généralement entre 49 et 149 EUR par individu en fonction de la taille. En tant qu'« offre spéciale », les lézards d'origine sauvage étaient proposés à des prix inférieurs à ceux des spécimens élevés en captivité (voir annexe I, fig. 9). Alors que les niveaux d'importations vers l'Allemagne restent assez élevés, on ne trouve actuellement que peu d'annonces en ligne dans le pays. Par le passé, des spécimens étaient régulièrement proposés sur différentes plateformes en ligne, notamment sur eBay Kleinanzeigen (Laurenz Gewiss comm. pers.). Afin d'améliorer le bien-être des animaux, le commerce d'animaux vivants a récemment fait l'objet de restrictions par des plateformes en ligne populaires, telles que Facebook et eBay Kleinanzeigen.

Selon le Système d'information de gestion de l'application de la loi (LEMIS) du Service américain chargé de la pêche, de la faune et de la flore sauvages (USFWS), le nombre d'importations de *P. cocincinus* vers les États-Unis était beaucoup plus élevé que celui vers l'UE (Gewiss *et al.* 2020). Au total, plus de 1,4 million d'individus vivants ont été importés vers les États-Unis entre 1999 et avril 2018 (annexe I, fig. 4). Le nombre de dragons d'eau d'origine sauvage commercialisés a diminué au cours des 10 dernières années et a atteint environ 42 000 à 55 000 individus par an. Entre 2002 et 2011, environ 81 000 individus ont été importés en moyenne par an. L'origine des dragons d'eau importés a été indiquée pour 98 % des importations. La majorité d'entre eux, c'est-à-dire environ 1 332 000 individus (près de 95 %), étaient d'origine sauvage; tandis que près de 47 000 individus élevés en captivité ont été importés aux États-Unis, soit moins de 4 %. Comme dans le cas de l'UE, la majorité des animaux importés (99,8 %) provenaient du Viet Nam.

En raison du nombre très élevé d'exportations en provenance du Viet Nam, il est probable que les individus proviennent également d'autres pays de l'aire de répartition, et que le Viet Nam ne soit utilisé que comme pays de transit (Gewiss *et al.* 2020).

6.3 Parties et produits commercialisés

Il est avéré que le dragon d'eau chinois fait l'objet d'un commerce international principalement sous forme d'individus vivants. Cependant, des importations de 1608 peaux, 406 petits produits en cuir et 277 autres produits de *P. cocincinus* vers l'UE ont été enregistrées entre 2010 et 2019 (UNEP-WCMC 2020). Au niveau national, la viande de l'animal ou des individus morts sont commercialisés pour la consommation (voir également la section 6.1).

6.4 Commerce illicite

Au Viet Nam, la collecte d'animaux sauvages, y compris *P. cocincinus* (non-CITES et décret gouvernemental vietnamien 06/2019/ND-CP), est illégale lorsque les animaux sauvages sont collectés sans les permis respectifs dans des aires protégées, telles que les parcs nationaux et les réserves naturelles. Toutefois, il est très difficile pour les gardes forestiers locaux et autres autorités compétentes de déterminer l'origine des spécimens commercialisés et d'imposer des sanctions, car les populations de dragons d'eau se trouvent à la fois dans des aires protégées et non protégées (Gewiss *et al.* 2020; Nguyen *et al.* 2009).

En Thaïlande, le commerce international de l'espèce est interdit par la législation nationale (voir la section 7.1). Depuis 2010, 39 spécimens vivants faisant l'objet d'un commerce international illicite ont été saisis, et huit cas de braconnage ont été relevés dans le pays (CITES MA Thailand 2021, *in litt.*). Le commerce illicite de *P. cocincinus* en Thaïlande est observé aussi bien sur les marchés physiques que sur les marchés en ligne.

6.5 Effets réels ou potentiels du commerce

En raison du nombre extrêmement élevé d'exportations d'animaux pour la plupart d'origine sauvage, le commerce international d'animaux de compagnie est considéré comme non viable et menaçant les populations sauvages de *P. cocincinus*, au moins au Viet Nam (Gewiss *et al.* 2020; Nguyen *et al.* 2018a). Gewiss *et al.* (2020) n'ont pas observé de dragons d'eau sur huit sites d'étude, alors que l'on sait que l'espèce a été présente sur ces sites par le passé. Compte tenu du nombre élevé d'exportations en provenance du Viet Nam, il est probable que des individus proviennent également de la RDP lao, ou d'autres États voisins ou de l'aire de répartition, ce qui implique que les populations sauvages des États voisins du Viet Nam sont également touchées par le commerce international d'animaux de compagnie (Gewiss *et al.* 2020). Bien que l'élevage de l'espèce soit une pratique très courante au niveau international et que l'élevage en captivité ne pose pas de problème si les conditions d'hébergement sont adéquates, une grande partie des dragons d'eau commercialisés proviennent toujours de la nature. De même, on estime que les prélèvements pour la consommation locale ont un effet négatif sur les populations sauvages. Bien qu'il existe moins de données relatives au commerce transfrontalier entre États de l'aire de répartition, on peut raisonnablement penser que l'utilisation de l'espèce à des fins de consommation alimentaire contribue aussi au commerce international entre les États de l'aire de répartition.

7. Instruments juridiques

7.1 Au plan national

P. cocincinus est classé dans la catégorie En danger (EN) sur la Liste rouge de la Chine (Jiang *et al.* 2016). Conformément à la *Loi de la République populaire de Chine sur la protection des espèces sauvages*, toute personne qui a l'intention de chasser ou de capturer des espèces sauvages qui ne sont pas sous protection spéciale de l'État doit obtenir un permis de chasse et respecter le quota de chasse attribué. Dans les réserves naturelles, la chasse et la capture d'espèces sauvages ainsi que toute autre activité nuisible à leur survie sont interdites.

Au Viet Nam, l'espèce n'a pas encore été incluse dans les lois sur la protection des espèces sauvages. Cependant, la collecte de spécimens sauvages sans autorisation officielle est strictement interdite dans les aires protégées, telles que les parcs nationaux et les réserves naturelles dans le pays. Étant donné que *P. cocincinus* est inscrit comme espèce Vulnérable (VU) dans le Livre rouge du Viet Nam (Dang *et al.* 2006) et dans la Liste rouge de l'UICN (Stuart *et al.* 2019), toute activité de promotion de cette espèce dans les médias est strictement interdite au Viet Nam. Récemment, le Premier ministre vietnamien a annoncé un plan en collaboration avec les Ministères de l'agriculture et du développement rural et de l'information et de la communication visant à contrôler le commerce en ligne d'animaux sauvages par le biais d'une législation nationale plus stricte.

En Thaïlande, *P. cocincinus* est répertorié comme espèce protégée depuis 1992 au titre de la *Loi nationale sur la protection des espèces sauvages* et est actuellement l'une des espèces protégées au titre de la *Loi sur la conservation et la protection des animaux sauvages*, B.E.2562 (2019). Conformémement à cette loi, la chasse, la possession, l'élevage, l'importation et l'exportation de l'espèce sont interdits.

De plus, *P. cocincinus* figure sur la Liste rouge de la Thaïlande en tant qu'espèce En danger (EN) (Nabhitabhata and Chan-ard 2005). L'état de conservation n'a pas encore été évalué par le Cambodge et la RDP lao.

7.2 Au plan international

En 2010, l'espèce a été inscrite à l'annexe D du règlement (CE) n° 388/97 du Conseil afin de surveiller le volume des échanges commerciaux à destination et en provenance de l'UE.

8. Gestion de l'espèce

8.1 Mesures de gestion

Plusieurs populations de *Physignathus* se trouvent à l'intérieur d'aires protégées. La chasse et la collecte d'espèces sauvages à l'intérieur de ces aires sont strictement contrôlées et interdites sans permis officiels, conformément à la *Loi sur la protection des espèces sauvages* et aux règlementations

en vigueur relatives aux réserves naturelles de la République populaire de Chine et de la République socialiste du Viet Nam.

8.2 Surveillance continue de la population

Les premières estimations de populations ont été réalisées entre 2014 et 2017 dans le nord et le centre du Viet Nam (Nguyen *et al.* 2018a; Gewiss *et al.* 2020), mais il manque des données à long terme sur la dynamique des populations.

8.3 Mesures de contrôle

8.3.1 Au plan international

Aucune.

8.3.2 Au plan national

Conformément à la législation nationale, la collecte de *P. cocincinus* fait l'objet de restrictions au moins dans les aires protégées en Chine et au Viet Nam (voir la section 7.1). En Thaïlande, *P. cocincinus* est répertorié comme espèce protégée depuis 1992 au titre de la *Loi nationale sur la protection des espèces sauvages* et est actuellement l'une des espèces protégées au titre de la *Loi sur la conservation et la protection des animaux sauvages*, B.E.2562 (2019). (voir la section 7.1). En RDP lao, l'espèce est inscrite dans la catégorie de protection/gestion II en vertu des lois laotiennes sur les espèces sauvages.

8.4 Elevage en captivité et reproduction artificielle

Des listes de vendeurs attestent que *P. cocincinus* est détenu en Europe depuis au moins 1975. Les premiers élevages en captivité sont enregistrés depuis au moins plusieurs siècles. En Europe, selon le site web zootierliste.de (consulté le 09 février 2021), l'espèce est élevée dans 151 institutions zoologiques. Selon la base de données ZIMS (Système de gestion des informations zoologiques) (consultée le 08 février 2021), des documents font état de l'élevage de 268 animaux dans 63 institutions zoologiques en Europe, de 69 dragons d'eau dans 10 institutions zoologiques en Asie, et de 15 animaux dans 11 institutions zoologiques en Amérique du Nord.

De nombreux collectionneurs détiennent l'espèce en Europe, en Amérique et en Asie, et l'élevage en captivité ne pose aucune difficulté si les conditions d'hébergement sont adéquates et l'alimentation appropriée (Manthey & Schuster 1992; Werning 2010). Cependant, le commerce international concerne encore principalement les animaux captures dans la nature. Des difficultés pour garder des spécimens sauvages ont fréquemment été signalées. En raison de leur comportement de fuite prononcé, les animaux sauvages se blessent souvent en heurtant des vitres (e.g. Manthey & Schuster 1992; Werning 2010). On estime que les taux de mortalité chez les spécimens sauvages pendant ou après le transport peuvent être assez élevés (voir la section 6.2). Malgré cela, des dragons d'eau sauvages importés sont régulièrement proposés à la vente en Europe, parfois à des prix inférieurs à ceux des individus domestiques élevés en captivité (voir annexe I, fig. 8). Selon la base de données sur le commerce CITES du PNUE-WCMC, des dragons d'eau élevés en captivité ont été importés vers l'UE entre 2010 et 2019 en provenance du Viet Nam (au total près de 7000 spécimens), alors qu'il n'existe aucune preuve de l'existence de centres d'élevage au Viet Nam qui soient réllement capables de fournir une quantité aussi importante de dragons d'eau (Nguyen *et al.* 2018a).

8.5 Conservation de l'habitat

Plusieurs populations de *P. cocincinus* se trouvent à l'intérieur d'aires protégées. Cependant, la destruction et la fragmentation de l'habitat ont été signalées même dans les aires protégées du Viet Nam, et l'on a constaté que les densités de population étaient relativement faibles (Gewiss *et al.* 2020; Nguyen *et al.* 2018a; van Schingen *et al.* 2016).

8.6 Mesures de sauvegarde

9. Information sur les espèces semblables

Le dragon d'eau de l'Est *Intellagama lesueurii*, anciennement connu sous le nom de *Physignathus lesueurii*, est une espèce de dragon d'eau répandue en Australie. Le genre *Physignathus* a été retrouvé comme paraphylle dans des études phylogénétiques (Amey *et al.* 2012, Hugall *et al.* 2008, Townsend *et al.* 2011), ce qui a entraîné la résurrection du genre *Intellagama* (Gray 1845) par Amey *et al.* (2012). Même si elles vivent dans des conditions écologiques semblables, les deux espèces de dragons d'eau *Physignathus cocincinus* et *Intellagama lesueurii*, se dinstinguent clairement l'une de l'autre par des caractéristiques morphologiques.

10. Consultations

Dans la lettre officielle du 20 octobre 2021, des consultations ont été menées avec la République populaire de Chine, le Cambodge, la RDP lao, la Thaïlande et la Commission européenne.

11. Remarques supplémentaires

12. Références

Agrobiodiversity Project (ABP). 2013. Provincial Biodiversity Strategy and Action Plan (2012-2020), Xieng Khouang Province, Lao PDR. Available at: https://www.la.undp.org/content/lao_pdr/en/home/library/environment_energy/provincial-biodiversity-strategy-and-action-plan--2012-2020--/. (Accessed 06 November 2020).

Altherr S, Freyer, D., Lameter, K. 2020. Strategien zur Reduktion der Nachfrage nach als Heimtiere gehaltenen Reptilien, Amphibien und kleinen Säugetieren. Bundesamt für Naturschutz, Bonn, Germany.

Amey, A.P., Couper, P.J., Shea, G.M. 2012. *Intellagama lesueurii* (Gray, 1831), the correct binomial combination for the Australian Eastern Water Dragon (Sauria, Agamidae). *Zootaxa* 3390: 65–67.

Asian Development Bank. 2013. Viet Nam: Environment and climate change assessment. Available at: https://www.adb.org/sites/default/files/institutional-document/33916/files/viet-nam-environment-climate-change.pdf. (Accessed 06 November 2020).

Chan, W.-H., Lau, A., Martelli, P., Tsang, D., Lee, W.-H., Sung, Y.-H. 2020. Spatial Ecology of the Introduced Chinese Water Dragon *Physignathus cocincinus* in Hong Kong. *Current Herpetology* 39(1): 55–65.

Cochard, R., Ngo, D.T., Waeber, P.O., Kull, C.A. 2017. Extent and causes of forest cover changes in Vietnam`s provinces 1993–2013: a review and analysis of official data. Environmental Reviews 25(2): 199–217.

Convention on International Trade in Endangered Species of Fauna and Flora (CITES), 1994. Resolution Conf. 9.24 (Rev. CoP17). Criteria for amendment of Appendices I and II. Available at: https://www.cites.org/eng/res/09/09-24R16.php. (Accessed 12 November 2019).

Dang, P.H., Nguyen, T.Q., Nguyen, S.T., Nguyen, K.V. 2006. A photographic guide to mammals, reptiles and amphibians of Phu Quoc Island, Kien Giang Province, Vietnam, Ho Chi Minh City General Publishing House, Ho Chi Minh City, Vietnam.

Dang, D.X. 2009. Biodiversity survey – Rapid assessment of flora and terrestrial animals in the key areas of Kien Giang Biosphere Reserve. Technical Report. Published by GTZ GmbH.

Das, I. 2010. A Field Guide to the Reptiles of South-East Asia, New Holland Publishers, London, UK.

Duckworth, J.W., Salter, R.E., Khounboline, K, 1999. Wildlife in Lao PDR, Status Report. Vientiane, Lao PDR.

Ferriter, A., Doren, B., Winston, R., Thayer, D., Miller, B., Thomas, B., Barrett, M., Pernas, T., Hardin, S., Lane, J., Kobza, M., Schmitz, D., Bodle, M., Toth, L., Rodgers, L., Pratt, P., Snow, S., Goodyear, C. 2009 Chapter 9: The Status of Nonindigenous Species in the South Florida Environment. In: Redfield G (Ed.) South Florida Environmental Report. South Florida Water Management District, West Palm Beach, 1–101.

Fitzgerald, L.A., Walkup, D., Chyn, K., Buchholtz, E., Angeli, N., Parker, M. 2018. The Future for Reptiles: Advances and Challenges in the Anthropocene. Encyclopedia of the Anthropocene. Elsevier Inc, 3, 163-174.

Gewiss, L.R., Ngo, H.N., van Schingen-Khan, M., Bernardes, M., Rauhaus, A., Pham, C.T., Nguyen, T.Q., Ziegler, T. 2020. Population assessment and impact of trade on the Asian Water Dragon (*Physignathus cocincinus* Cuvier, 1829) in Vietnam. Global Ecology and Conservation 23 e01193.

Grismer, L.L., Neang, T., Chav, T., Grismer, J.L. 2008. Checklist of the amphibians and reptiles of the Cardamom region of southwestern Cambodia. Cambodian Journal of Natural History, 2008(1): 12-28.

Grismer, L.L. 2011. Lizards of Peninsular Malaysia, Singapore and their Adjacent Archipelagos. Edition Chimaira, Frankfurt am Main, 728 pp.

Grismer, L.L., Quah, E.S.H. 2019. An updated and annotated checklist of the lizards of Peninsular Malaysia, Singapore, and their adjacent archipelagos. Zootaxa 4545: 230–248.

Hawkeswood, T.J., Sommung, B. 2017. A record of the Thai Water Dragon, *Physignathus cocincinus* Cuvier, 1829 (Reptilia: Agamidae) from Chonburi, Chonburi Province, Thailand. Calodema 575: 1–3.

Hawkeswood, T.J., Sommung, B., Sommung, A. 2019. First record of the Thai Water Dragon, *Physignathus cocincinus* Cuvier, 1829 (Reptilia: Agamidae) from Sisaket Province, Thailand. Calodema 712: 1–4.

Hugall, A.F., Foster, R., Hutchinson, M., Lee, M.S.Y. 2008. Phylogeny of Australasian agamid lizards based on nuclear and mitochondrial genes: implications for morphological evolution and biogeography. Biological Journal of the Linnean Society 93: 343–358.

IUCN. 2012. IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1. Second edition. Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN. Available at: www.iucnredlist.org/technical-documents/categoriesand-criteria.

Jiang, Z., Jiang, J., Wang, Y., Zhang, E., Zhang, Y., Li, L., Xie, F., Cai, B., Cao, L., Zheng, G., Dong, L., Zhang, Z., Ding, P., Luo, Z., Ding, C., Ma, Z., Tang, S., Cao, W., Li, C., Hu, H., Ma, Y., Wu, Y., Wang, Y., Zhou, K., Liu, S., Chen, Y., Li, J., Feng, Z., Wang, Yan, Wang, B., Li, Cheng, Song, X., Cai, L., Zang, C., Zeng, Y., Meng, Z., Fang, H., Ping, X. 2016. Red List of China's Vertebrates. Biodivers. Sci. 24 (5), 500–951.

Kasper, K., Schweikhard, J., Lehmann, M., Eber, C.L., Erbe, P., Wayakone, S., Nguyen, T.Q., Le, M.D., Ziegler, T. 2020. The extent of the illegal trade with terrestrial vertebrates in markets and households in Khammouane Province, Lao PDR. Nature Conservation 41: 25–45.

Kadoorie Farm and Botanic Garden (KFBG). 2002. Report of a Rapid Biodiversity Assessment at Chunxiu Headwater Forest Nature Reserve, Southwest Guangxi, China 24 May 1998. South China Forest Biodiversity Survey Report Series (Online Simplified Version): No. 9. KFBG, Hong Kong SAR, ii + 9 pp.

Kim, S.B., Alounsavath, O. 2014. Forest policy measures influence on the increase of forest cover on northern Laos. Forest Science and Technology 11(3): 166–171.

Koch, S. 2017. The struggle over Lao PDR`s forests: New opportunities for improved forest governance? Pacific Geographies 47: 4–13.

Lee, K., Lau, M., Chan, B. 2004. Wild Animal Trade Monitoring at Selected Markets in Guangzhou and Shenzhen, South China, 2000–2003, Kadoorie Farm & Botanic Garden Technical Report No. 2. KFBG, Hong Kong SAR. 36 pp.

Lee, K.H., Chen, T.H., Shang, G., Clulow, S., Yang, Y.J., Lin, S.M. 2019. A check list and population trends of invasive amphibians and reptiles in Taiwan. ZooKeys 829, 85-130.

Li, W., Fuller, T.K., Sung, W. 1996. A Survey of Wildlife Trade in Guangxi and Guangdong, China. Traffic Bulletin 16(1): 9–16.

Li, Y. and Li, D. 1998. The Dynamics of Trade in Live Wildlife across the Guangxi Border between China and Vietnam during 1993–1996 and its Control Strategies. Biodivers. Conserv. 7, 895–914.

Manthey, U., Schuster, N. 1992. Agamen. Natur und Tier-Verlag, Münster, NRW, Germany.

Manthey, U., Manthey, S. 1998. Amphibien und Reptilien von Laos – Ein Reisebericht Teil 1: Phou Khao Khouay NBCA (Februar 1998). Sauria.

Meyfroidt, P., Lambin, E.F. 2008. Forest transition in Vietnam and its environmental impacts. Global Change Biology 14, 1319–1336.

Miller, K.L., Castañeda Rico, S., Muletz-Wolz, C.R., Campana, M.G., McInerney, N, Augustine, L, et al. 2019. Parthenogenesis in a captive Asian water dragon (Physignathus cocincinus) identified with novel microsatellites. PLoS ONE 14(6): e0217489.

Ministry of Natural Resources and Environment (MONRE), 2014. Vietnam`s Fifth National Report To The United Nations Convention On Biological Diversity. Available at: http://vietnamabs.gov.vn/wp-content/uploads/2018/07/Market-bao-cao-lan-5_29.9.pdf. (Accessed 06 November 2020).

Mo, M. 2019. Using Citizien-science Reports to Document Range Expansion of the Introduced Chinese Water Dragon (Physignathus cocincinus) in Hong Kong. IRCF Reptiles & Amphibians 26(2):128–131.

Nabhitabhata, J., Chan-ard, T. 2005. Thailand Red Data: mammals, reptiles and amphibians. Office of Natural Resources and Environmental Policy and Planning, Bangkok, Thailand. 234 pp.

Nguyen, T.Q., Bain, R. 2006. An Assessment of the Herpetofauna of the Green Corridor Forest Landscape, Thua Thien Hue Province, Vietnam. Report No 2: Green Corridor Project, WWF Greater Mekong & Vietnam Country Programme and FPD Thua Thien Hue Province, Vietnam.

Nguyen, S.V., Ho, C.T., Nguyen, T.Q. 2009. Herpetofauna of Vietnam, Chimaira, Frankfurt, HE, Germany.

Nguyen, V.H., Ngo, D.C., Ngo, V.B., Nguyen, T.Q. 2017. Day and night activities of the Green Water Dragon (*Physignathus cocincinus* Cuvier, 1829) in the mountain region of Thua Thien Hue Province. In Vietnamese (English abstract).

Nguyen, T.Q., Ngo, H.N., Pham, C.T., Nguyen, V.H., Ngo, D.C., van Schingen, M., Ziegler, T. 2018a. First population assessment of the Asian Water Dragon (Physignathus cocincinus Cuvier, 1829) in Thua Thien Hue Province, Vietnam. Nature Conserv. 26, 1–14.

Nguyen, V.H., Ngo, V.B., Ngo, D.C., Nguyen, T.Q. 2018b. Diet of the Indochinese Water Dragon *Physignathus cocincinus* Cuvier, 1829 (Squamata: Sauria: Agamidae) from Thua Thien Hue Province, Vietnam. Russian Journal of Herpetology 25(3): 189–194.

Nguyen, V.H. 2018. Study on the population status of the Asian Water Dragon (Physignathus cocincinus Cuvier, 1829) with implications for conservation in Thua Thien Hue, Summary of Ph.D. Dissertation, Hue University: Hue College of Education, Hue, Thua Thien Hue, Vietnam. 54 p. Available at: http://www.dhsphue.edu.vn/media/db_html_cmp_020501/20180413143041_4__tom_tat_lats_bang_ta_nvhoang_2018.pdf. (Accessed 12 November 2019).

Powers, R.P., Jetz, W. 2019. Global habitat loss and extinction risk of terrestrial vertebrates under future landuse-change scenarios. Nat Clim Chang. Springer US, 9: 323–329.

Smith, M.A. 1935. The fauna of British India, including Ceylon and Burma. Vol. II. Sauria. Taylor and Francis, London, 8, 440 pp.

Stibig, H.J., Achard, F., Carboni, S., Rasi, R., Miettinen, J. 2014. Change in tropical forest cover of Southeast Asia from 1990 to 2010. Biogeosciences 11, 247–258.

Stuart, B.L. 1998. A survey of amphibians and reptiles in Hin Nam No NBCA, east-central Laos. Vientiane: CPAWM/WCS.

Stuart, B.L. 2004. The Harvest and Trade of Reptiles at U Minh Thuong National Park, Southern Vietnam. Traffic Bulletin 20(1), 25–34.

Stuart, B.L., Emmett, D.A. 2006. A Collection of Amphibians and Reptiles from the Cardamom Mountains, Southwestern Cambodia. Fieldiana Zool. 109, 1–27.

Stuart, B.L., Sok, K., Neang, T. 2006. A collection of amphibians and reptiles from hilly eastern Cambodia. Raffles Bulletin of Zoology, 54: 129–155.

Stuart, B., Sumontha, M., Cota, M., Panitvong, N., Nguyen, T.Q., Chan-Ard, T., Neang, T., Rao, D.-q., Yang, J. 2019. Physignathus cocincinus. The IUCN Red List of Threatened Species. Available at: https://www.iucnredlist.org/species/104677699/104677832. (Accessed 06 November 2019).

Suzuki, D., Fuse, K., Aizu, M., Yoshizawa, S., Tanaka, W., Araya, K., Praxaysombath, B. 2015. Reptile Diversity in Food Markets in Laos. Current Herpetology 34(2): 112–119.

Taylor, E.H. 1963. The lizards of Thailand. Univ. Kansas Sci. Bull 44: 687-1077. 911 pp. Available at: https://www.biodiversitylibrary.org/part/35705. (Accessed 06 November 2020).

To, A. 2005. Another alien has landed: the discovery of a wild population of water dragon, Physignathus cocincinus, in Hong Kong. Porcupine 33: 3–4.

Townsend, T.M., Mulcahy, D.G., Noonan, B.P., Sites, Jr. J.W., Kuczynski, C.A., Wiens, J.J., Reeder, T.W. 2011. Phylogeny of iguanian lizards inferred from 29 nuclear loci, and a comparison of concatenated and species-tree approaches for an ancient, rapid radiation. Molecular Phylogenetics and Evolution 61: 363–380.

United Nations Environment Programme`s World Conservation Monitoring Centre (UNEP-WCMC), 2020. CITES Trade Database. Available at: https://trade.cites.org/. (Accessed 29 October 2020).

U.S. Fish & Wildlife Service (USFWS). 2018. LEMIS database.

van Schingen, M., Pham, C.T., Thi, H.A., Bernardes, M., Hecht, V., Nguyen, T.Q., Bonkowski, M., Ziegler, T. 2014. Current status of the crocodile lizard *Shinisaurus crocodilurus* Ahl, 1930 in Vietnam with implications for conservation measures. Rev. Suisse Zool. 121 (3), 1e15.

van Schingen, M., Ha, Q.Q., Pham, C.T., Le, T.Q., Nguyen, T.Q., Bonkowski, M., Ziegler, T. 2016. Discovery of a new crocodile lizard population in Vietnam: Population trends, future prognoses and identification of key habitats for conservation. Revue Suisse de Zoologie, 123(2): 241-251.

Werning, H. 2010. Die Grüne Wasseragame, third ed. Natur und Tier – Verlag, Münster, NRW, Germany. 62 pp.

WWF Indochina Programme. 1998. Borderline - An Assessment of Wildlife trade in Vietnam. Draft Report prepared by WWF Indochina Programme, Hanoi, 49 pp.

Yiming, L., Dianmo, L. 1998. The Dynamics of Trade in Live Wildlife across the Guangxi Border between China and Vietnam during 1993–1996 and its Control Strategies. Biodivers. Conserv. 7, 895–914.

Zhang, L., Hua, N., Sun, S. 2008. Wildlife trade, consumption and conservation awareness in southwest China. Biodivers. Conserv. 17, 149–1516.

Ziegler, T. 2002. Die Amphibien und Reptilien eines Tieflandfeuchtwald-Schutzgebietes in Vietnam, Natur & Tier Verlag, Münster, NRW, Germany.

Annexe 1
(English only / en inglés únicamente / seulement en anglais)

To be completed

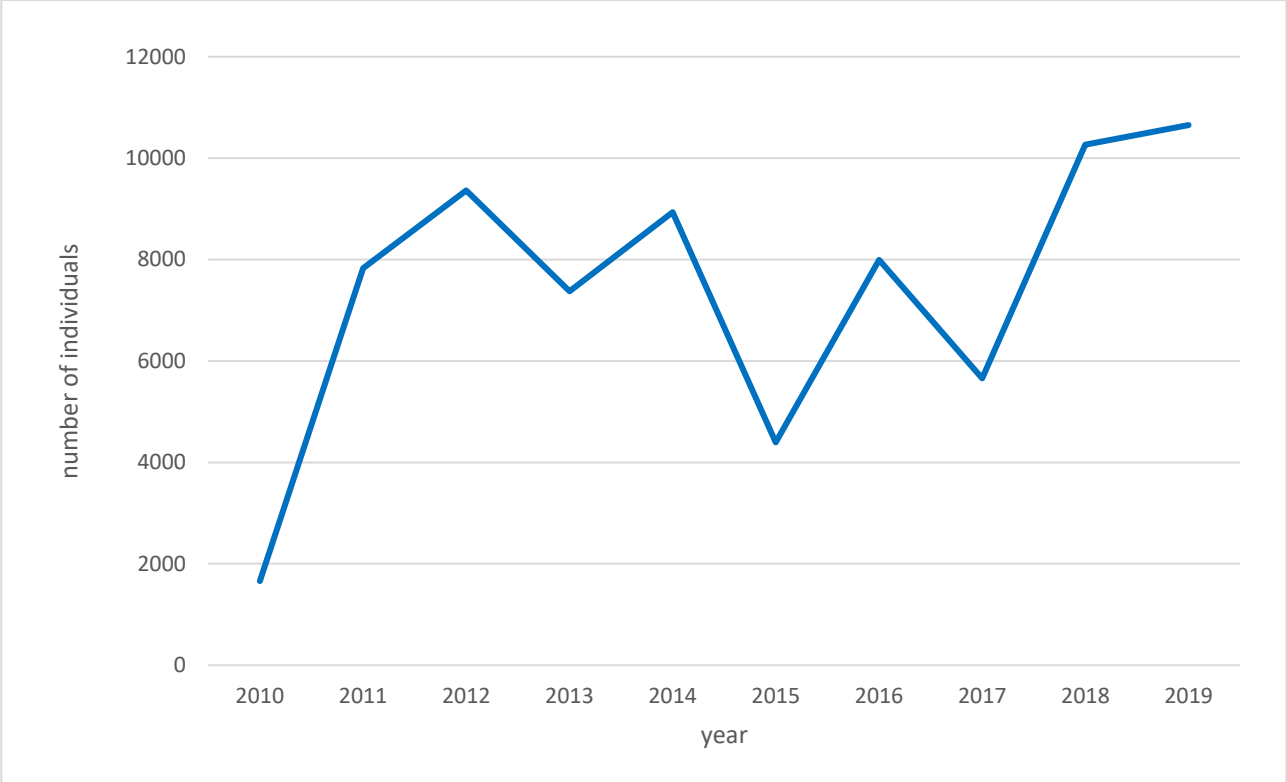


Figure 1. Number of *Physignathus cocincinus* live individuals imported into the EU between 2010 and 2019. Data obtained from the UNEP-WCMC CITES trade database (2020).

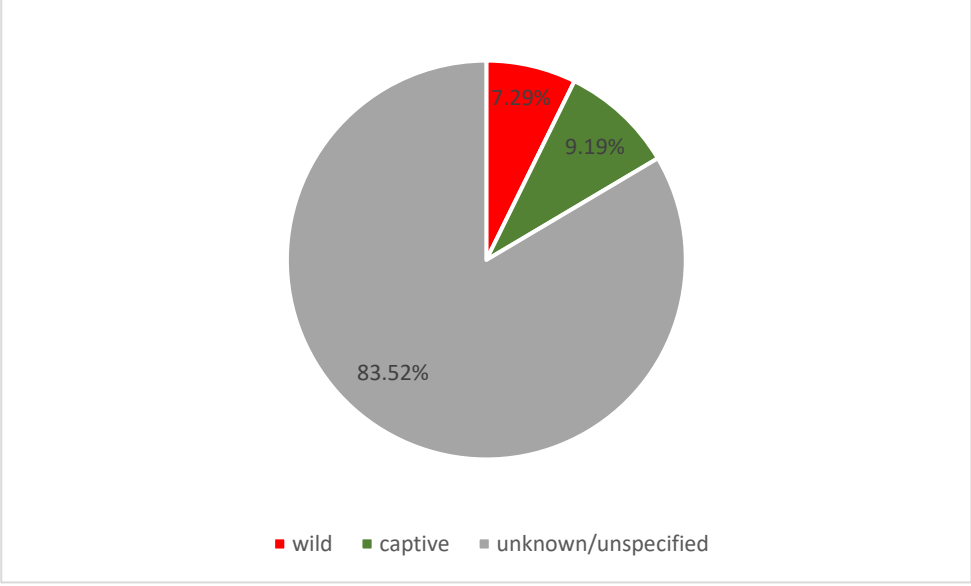


Figure 2. Source of live *Physignathus cocincinus* individuals imported into the EU between 2010 and 2019. Data obtained from the UNEP-WCMC CITES trade database (2020).

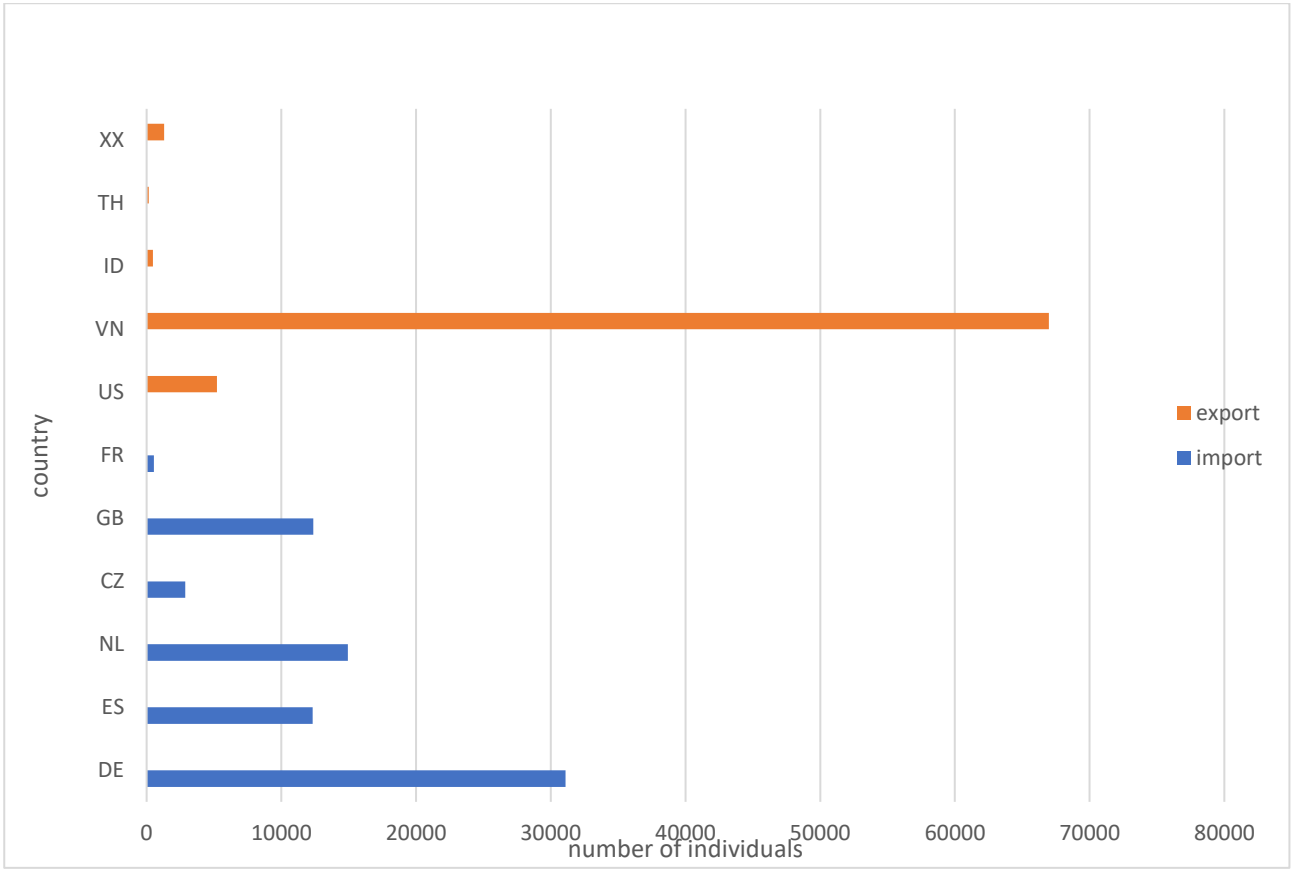


Figure 3. Numbers of live *Physignathus cocincinus* individuals imported into the EU between 2010 and 2019 per exporting/importing country. Data obtained from the UNEP-WCMC CITES trade database (2020).

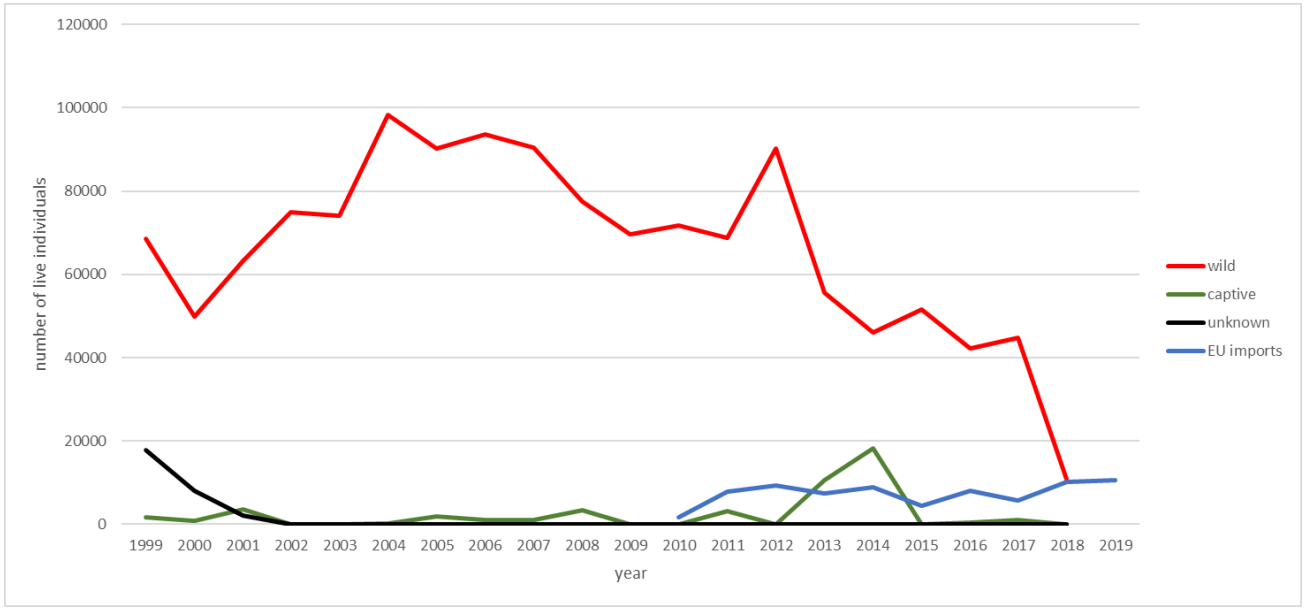


Figure 4. Number of *Physignathus cocincinus* live individuals imported into the US between 1999 and April 2018 and into the EU between 2010 and 2019. Data obtained from the UNEP-WCMC CITES trade database (2020) and the U.S. Fish & Wildlife Service (USFWS) LEMIS database (2018).

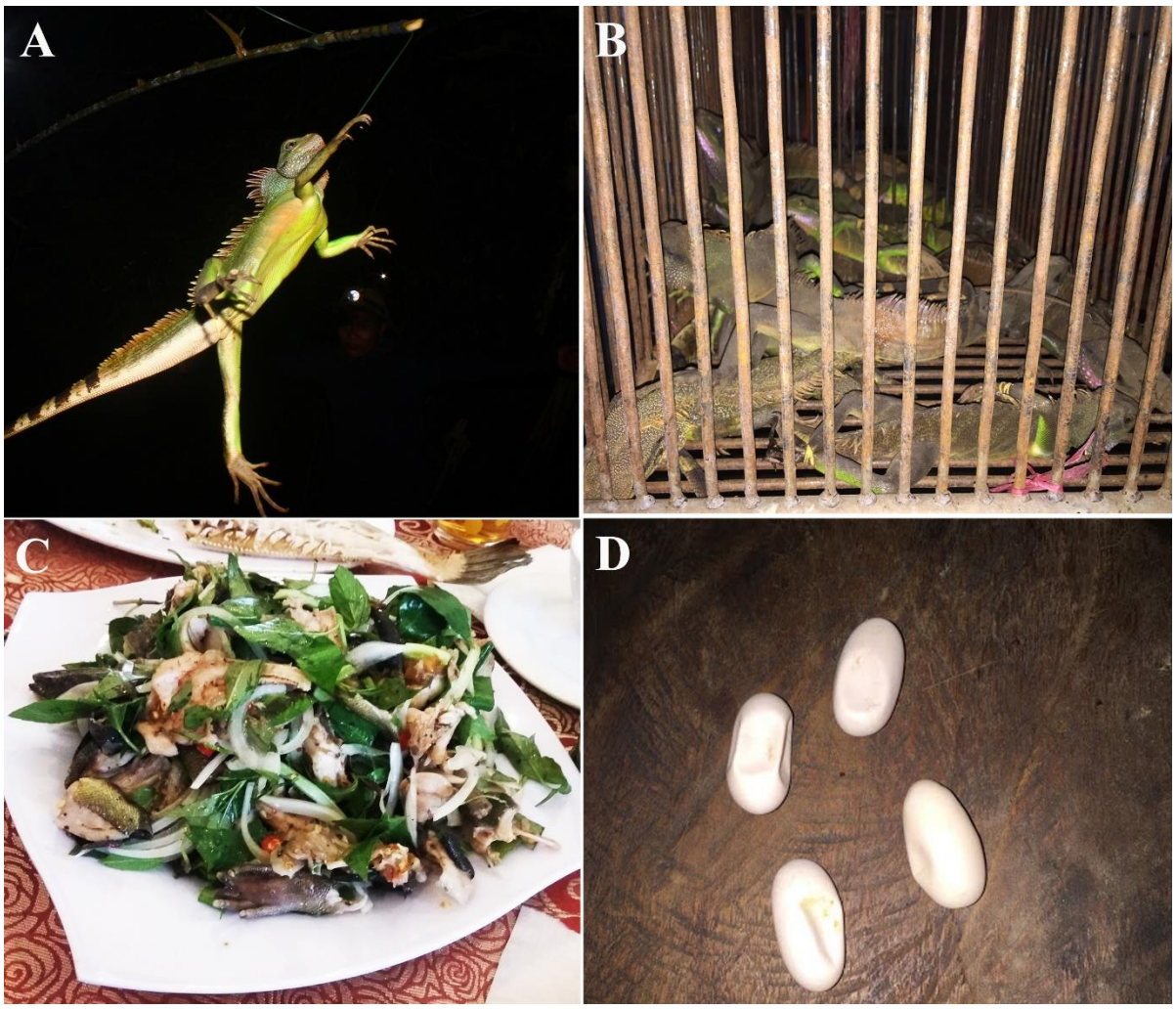


Figure 5. Examples for domestic threats to *Physignathus cocincinus* from Thua Thien Hue Province, central Viet Nam: A) Trapped individual in Nam Dong District B) Live individuals collected for food in Hue City C) Water dragons meat served as food in a restaurant in Hue City D) Eggs of the species preserved in alcohol in Nam Ding District (obtained from Nguyen et al. 2018a).

Figure 6. Collected live specimens of *Physignathus cocincinus* in Viet Nam.

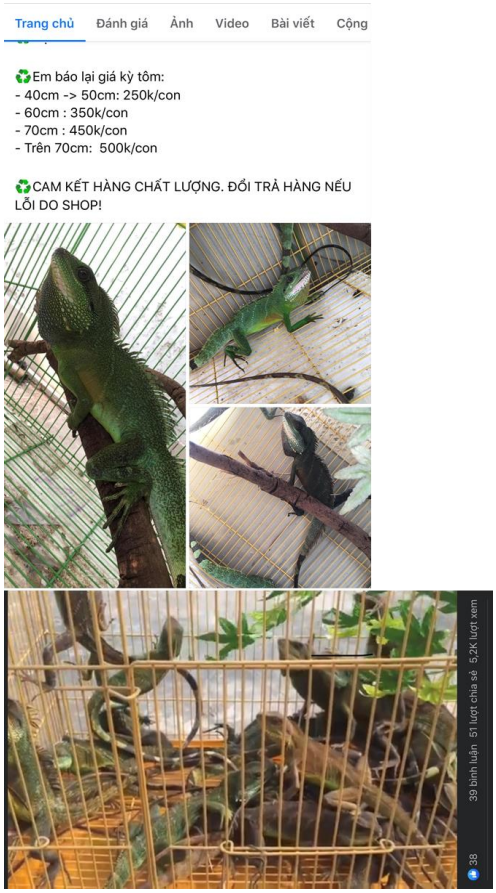
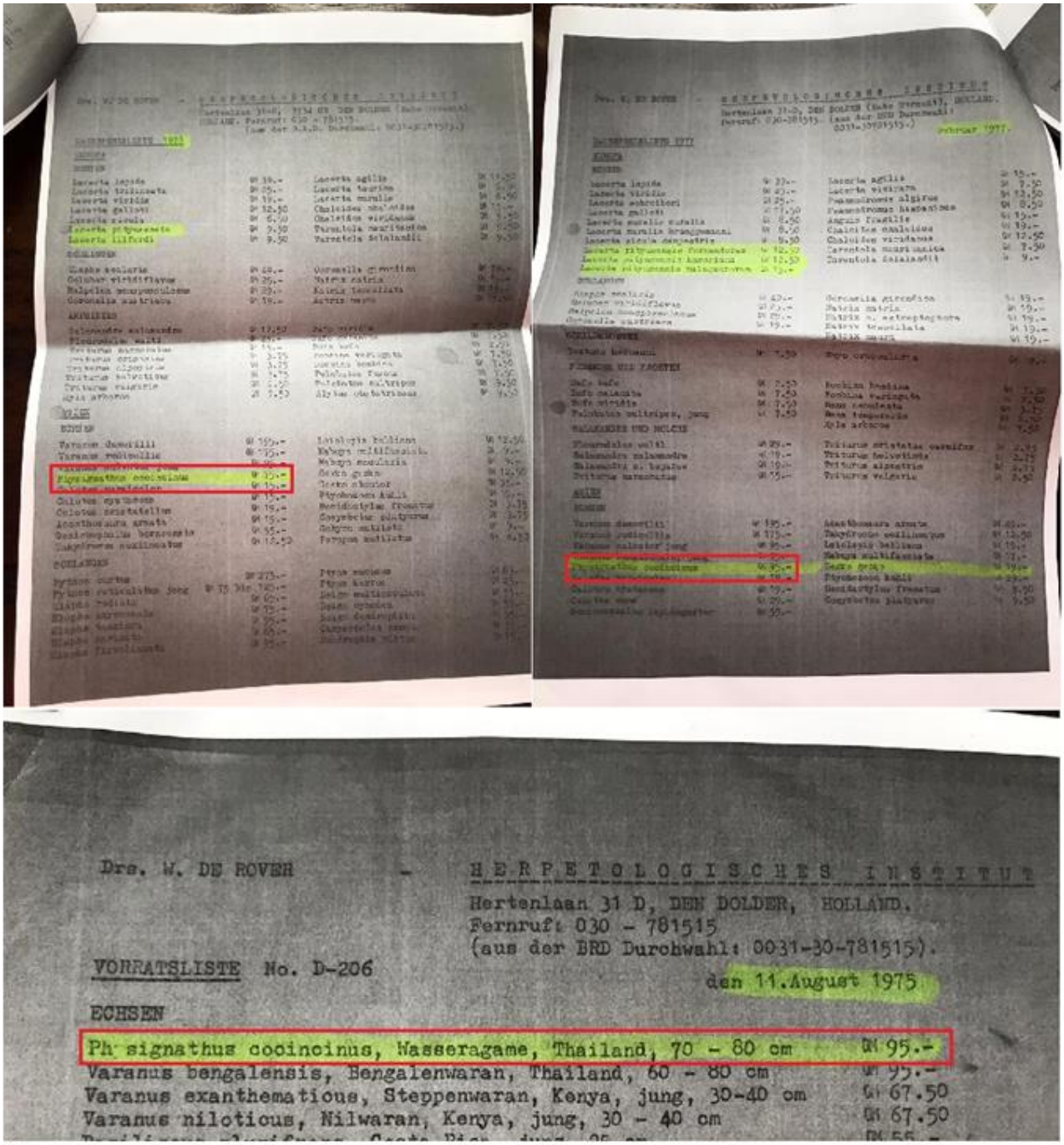


Figure 7. Examples for online advertisements of *Physignathus cocincinus* from Viet Nam.



Dra. W. DE ROVER – HERPETOLOGISCHES INSTITUT

Hertenlaan 31 D, DEN DOLDER, HOLLAND.
Fernruf: 030 - 781515
(aus der BRD Durchwahl: 0031-30-781515).

VORRATSLISTE No. D-206

den 11.August 1975

ECHSEN

Ph signathus cocincinus, Wasseragame, Thailand, 70 - 80 cm	DM 95.-
Varanus bengalensis, Bengalenwaran, Thailand, 60 - 80 cm	DM 95.-
Varanus exanthematicus, Steppenwaran, Kenya, jung, 30-40 cm	DM 67.50
Varanus niloticus, Nilwaran, Kenya, jung, 30 - 40 cm	DM 67.50

Figure 8. Dealer lists from 1975 and 1977 documenting the offer of *Physignathus cocincinus* from Thailand in Europe.

A

Agamen				
Bartagame NZ 12-15 cm	Pogona vitticeps	NZ	99,00	
Bartagame farbig DNZ klein	Pogona vitticeps	DNZ	149,00	
Bartagame farbig DNZ 15-20 cm	Pogona vitticeps	DNZ	169,00	Quarantäne bis 13.07.2020
Bartagame farbig EUNZ klein ca. 15 cm	Pogona vitticeps	EUNZ	149,00	
Zwergbartagame NZ klein	Pogona henrylawsoni	NZ	149,00	
Somalische Dornschwanzagame DNZ klein	Uromastyx princeps	DNZ	1999,00	
Schmetterlingsagame	Leiolepis belliana	WF	59,00	
Reeves Schmetterlingsagame	Leiolepis reevesii	WF	35,00	Sonderangebot
Hardun DNZ klein	Stellagama stellio picea	DNZ	179,00	Quarantäne bis 13.07.2020
Hardun DNZ mittel - groß	Stellagama stellio picea	DNZ	199,00	Quarantäne bis 13.07.2020
Wasseragame Baby	Physignatus cocincinus	WF	35,00	Sonderangebot
Wasseragame klein	Physignatus cocincinus	WF	79,00	
Wasseragame mittel	Physignatus cocincinus	WF	99,00	
Wasseragame subadult	Physignatus cocincinus	WF	149,00	
Vietnam-Nackenstachler	Acanthosaura capra	WF	69,00	
Natalia's Nackenstachler	Acanthosaura nataliae	WF	199,00	

B

Gestreifte Hausschlange White Line NZ klein	Lamprophis lineatus	EUNZ	149,00	
Indische Schmucknatter DNZ klein	Coelognathus (Elaphe) helena	DNZ	199,00	
Rauhe Grasnatter	Opheodrys aestivus	WF	129,00	
Westliche Waldfeilennatter DNZ Weibchen	Gonionotophis poensis	DNZ	699,00	
Hakennasennatter Albino Superconda het snow DNZ 20	Heterodon nasicus	DNZ	999,00	
Agamen				
Bartagame NZ 12-15 cm	Pogona vitticeps	DNZ	99,00	
Bartagame farbig DNZ klein	Pogona vitticeps	DNZ	149,00	
Bartagame farbig DNZ 15-20 cm	Pogona vitticeps	DNZ	169,00	
Zwergbartagame NZ klein	Pogona henrylawsoni	DNZ	149,00	
Somalische Dornschwanzagame DNZ klein	Uromastyx princeps	DNZ	1999,00	
Wasseragame Baby	Physignatus cocincinus	WF	35,00	Sonderangebot
Wasseragame klein	Physignatus cocincinus	WF	79,00	
Wasseragame mittel	Physignatus cocincinus	WF	99,00	
Wasseragame DNZ klein	Physignatus cochinchinus	DNZ	79,00	
Australische Wasseragame NZ klein	Physignatus leseurii	NZ	499,00	
Natalia's Nackenstachler	Acanthosaura nataliae	WF	199,00	
Leguane				

C

D

E

Bartagame farbig DNZ 15-20 cm	Pogona vitticeps	DNZ	169,00	
Bartagame farbig EUNZ klein ca. 15 cm	Pogona vitticeps	EUNZ	149,00	
Zwergbartagame NZ mittel	Pogona henrylawsoni	NZ	199,00	
Zwergbartagame NZ klein	Pogona henrylawsoni	DNZ	149,00	
Somalische Dornschwanzagame DNZ klein	Uromastyx princeps	DNZ	1999,00	
Wüstenagame Männchen	Trapelus mutabilis	WF	69,00	
Wasseragame Baby	Physignatus cocincinus	WF	49,00	
Wasseragame klein	Physignatus cocincinus	WF	49,00	Sonderangebot
Wasseragame mittel	Physignatus cocincinus	WF	99,00	
Wasseragame DNZ klein	Physignatus cochinchinus	DNZ	79,00	
Australische Wasseragame NZ klein	Physignatus leseurii	NZ	499,00	
Natalia's Nackenstachler	Acanthosaura nataliae	WF	199,00	
Grüne Segelechse s-m	Hydrosaurus weberi	WF	299,00	

Figure 9. Example for online adverts (special offer) of wild caught *Physignathus cocincinus* individuals in Germany from July (A), October (B and C) and November (D and E) 2020; WF = wild caught; NZ = bred/ born in captivity; DNZ = bred/ born in captivity in Germany.

Table 1. Domestic trade in *Physignathus cocincinus* in Viet Nam based on online investigations (obtained from Gewiss et al. 2020)

Areas	Provinces	Number of dealers	Number of shops and markets	Purposes	Prices (US$) per specimen
Northern Viet Nam	Ha Noi	5	5	Pet trade	3-16
	Hai Phong	1	1	Pet trade	3-11
	Ha Giang	1	0	Pet trade and food	US$14/ kg
	Nam Dinh	1	0	Pet trade	4-8
	Phu Tho	3	0	Pet trade	*
	Quang Ninh	1	0	Pet trade	*
	Yen Bai	1	0	Food	*
Central Viet Nam	Binh Dinh	2	0	Pet trade and food	4-18
	Da Nang	3	0	Pet trade	4-9
	Nha Trang	3	0	Pet trade	7-11
	Quang Nam	1	0	Food	*
Southern Viet Nam	Ba Ria - Vung Tau	1	0	Pet trade	*
	Binh Duong	1	0	Pet trade	10
	Binh Phuoc	1	0	Pet trade	14
	Dong Nai	2	1	Pet trade	3-20
	Gia Lai	1	0	Pet trade and food	7-22
	Ho Chi Minh	17	2	Pet trade and food	3-16 or US$ 6/ kg
	Unknown	6	0	Pet trade	6-18 or US$ 16 per pair